

## Curvas de evolución del sistema $\text{CO}_2(\text{ac})\text{-HCO}_3^- \text{- CO}_3^{2-}$ en aguas del río Lerma y de la presa José Antonio Alzate

Barceló Quintal Icela Dagmar<sup>1\*</sup>, Solís Correa Hugo Eduardo<sup>1</sup>, García Albortante Julisa<sup>1</sup>,  
Osornio Berthet Luis Jesús<sup>1</sup>, García Martínez Magdalena<sup>1</sup>, Beltrán Rocha Julio César<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Universidad Autónoma Metropolitana, Departamento de Ciencias Básicas, División de Ciencias Básicas e Ingeniería. Av. San Pablo No. 180, Azcapotzalco, Ciudad de México, C.P. 02200. México. Tel 53189000 ext. 2383.

<sup>2</sup>Facultad de Agronomía de la Universidad Autónoma de Nuevo León. Francisco I. Madero s/n, Hacienda el Canadá Cd General Escobedo, Nuevo León, C.P. 66050. Tel. (81)10469644

\*Autor para correspondencia: ibarceloq@gmail.com

**Recibido:**  
08/abril/2020

**Aceptado:**  
10/diciembre/2020

**Palabras clave:**  
Diagramas de Tillmans,  
agua agresiva/incrustante,  
sistema carbonato

**Keywords:**  
Tillmans diagrams,  
aggressive/encrusting  
water, carbonate system

### RESUMEN

Este trabajo se enfoca al caso del río Lerma y de la presa José Antonio Alzate en el estado de México, reciben aguas residuales industriales y agrícolas. El estado del sistema carbonato de un agua influye sobre los contaminantes, ya que uno de los usos de estas aguas es para riego. Es importante conocer, dada su contaminación, la condición de equilibrio del sistema carbonato en el agua del río y de la presa. El sistema carbonato es un amortiguador de los cuerpos acuáticos. Se estudió en este trabajo la construcción de curvas de evolución (diagramas de Tillmans) del sistema carbonato para cada cuerpo de agua, se consideraron las constantes de equilibrio ácidas para el sistema carbonato y el producto de solubilidad para el  $\text{CaCO}_3$ . Los muestreos se realizaron en dos periodos, después de lluvias y en el estiaje.

### ABSTRACT

This work focuses on the Lerma River and the José Antonio Alzate Dam case in the State of Mexico, these water bodies receiving industrial and agricultural wastewater. The carbonate system state influences pollutants, since one of the uses of these waters is for irrigation. It is important to know, given its contamination, the equilibrium condition of the carbonate system in water from river and the dam. The carbonate system is a buffer of aquatic bodies. The construction of evolution curves (Tillmans diagrams) of the carbonate system for each water body was studied in this work; the acid equilibrium constants for carbonate system and solubility product for  $\text{CaCO}_3$  were considered. Sampling was carried out in two periods, after rains and in the dry season.

## Introducción

Este trabajo se relaciona al río Lerma, sus afluentes y algunos puntos de la presa José Antonio Alzate en el estado de México, reciben aportaciones industriales, agrícolas y municipales (Peña et al., 2000). El INEGI establece que la calidad del agua del río Lerma es de alta contaminación (INEGI, 1994; INEGI, 2000), principalmente en el tramo comprendido entre la carretera México- Toluca y la presa José Antonio Alzate (SARH, 1978). Este es un embalse situado en el curso del río Lerma, unos 30 kilómetros aguas abajo del puente de la carretera Toluca-México, sus objetivos consisten en el control de inundaciones y el de irrigación principalmente (CNA, 1993). Debido a la industrialización de las ciudades de Lerma y Toluca, se han generado desechos industriales (OMS, 1983; SE, 1993), asimismo existen también descargas de origen municipal. La presa Alzate, presenta alta contaminación debido principalmente al río Lerma, que descarga en ella. El objetivo del embalse en cuanto al control de las inundaciones se cumple, sin embargo, la calidad del agua para riego está sujeta a crítica, principalmente en la temporada de mayo a agosto debido al decrecimiento significativamente de su volumen, esto trae como consecuencia un aumento en la concentración de contaminantes. Los cálculos presentados en este trabajo sirven para determinar el estado de amortiguación (buffer) generado por el sistema carbonato, que si bien aunque en forma cualitativa, puede reflejar su estado trófico. El sistema carbonato en principio debe mantener relativamente el pH de este sistema hídrico entre 6 y 8 (Barceló, 2000), si no estuviera tan contaminado, y controlar así, la precipitación y-disolución de varias especies químicas, incluyendo las contaminantes. Por consecuencia, el estado del sistema carbonato de un agua permite determinar la influencia del agua sobre los contaminantes presentes en su seno, ya que uno de los usos importantes del agua del Lerma y de la presa Alzate es para riego. Por lo tanto, es importante conocer, dada su contaminación, la condición de equilibrio del sistema carbonato tanto del agua del río como de la presa. El sistema carbonato, siendo el amortiguador principal de los cuerpos de agua, se ha estudiado en este trabajo a partir de la construcción de curvas de evolución (curvas de equilibrio).

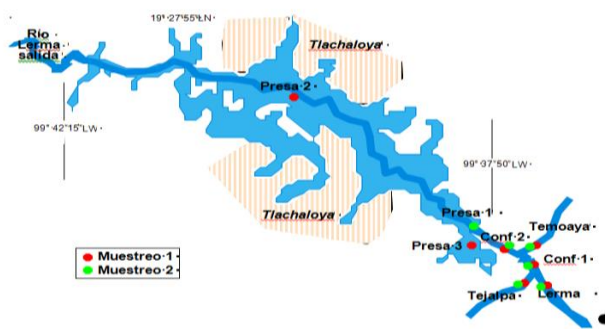
Para ello, se consideró lo siguiente:

1. En cuanto a cationes, únicamente el  $\text{Ca}^{2+}$  fue considerado como el más importante.
2. Se despreciaron las concentraciones de  $\text{H}^+$  y  $\text{OH}^-$  cuando el pH de las aguas se mantuvieron entre 6 y 8.
3. Por lo pequeña de la concentración del ion carbonato ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) a pH entre 6 y 8, se despreció.

4. La fuerza iónica se manejó como constante en los cálculos, despreciando su influencia en  $K_{a1}$  (primera constante de disociación del  $\text{H}_2\text{CO}_3$ ), en  $K_{a2}$  (segunda constante de disociación del  $\text{H}_2\text{CO}_3$ ), en  $K_{ps}$  (producto de solubilidad del  $\text{Ca}^{2+}$ ) y en  $K_w$  (producto iónico del agua).

## Metodología

Las campañas de muestreo se realizaron en dos periodos después de lluvias (octubre-noviembre) y en el estiaje (febrero-abril. En la figura 1 se presentan los sitios de muestreo:



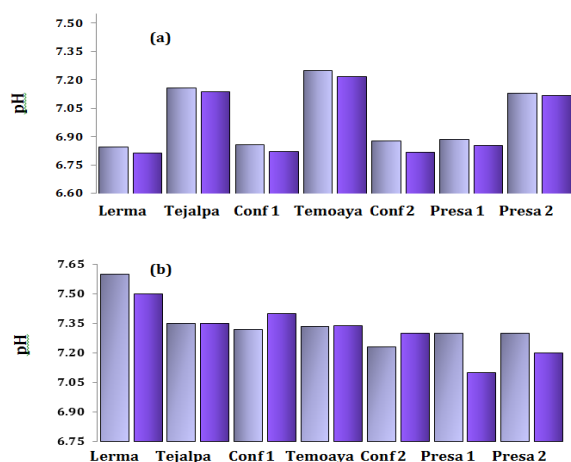
**Figura 1.** Sitios de muestreo en el río Lerma, afluentes Temoaya y Tejalpa y la presa Alzate.

Se efectuaron medidas de campo de los parámetros fisicoquímicos y se recolectaron las muestras de agua para la evaluación de la dureza, la alcalinidad, en función del horario del máximo valor de oxígeno disuelto. Los periodos de trabajo, tanto de las medidas en campo, como de recolección de muestras fueron: octubre-noviembre de 2013, periodo posterior a las lluvias; el día fue muy soleado y sin viento. febrero-abril de 2014, en periodo de estiaje; el día también fue muy soleado y sin viento. Se midieron los siguientes parámetros: conductividad, con un medidor de campo tipo Corning, empleando un electrodo calibrado en microsiemens ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), según el método 120.1 de EPA-600/4-79-020 (Keith, 1992). temperatura, con un termómetro previamente calibrado integrado al equipo Corning. pH, según el método 150.1 de EPA-600/4-79-020 (Keith, 1992), con un electrodo también acoplado al equipo de campo Corning, previamente calibrado. La turbidez, causada por la presencia de sólidos suspendidos, debido a que no se contaba con un nefelómetro, se empleó una medida cualitativa de este parámetro mediante la visibilidad utilizando un disco Secchi (Lind, 1985). Se midió cada parámetro cuatro veces en el agua captada. Oxígeno disuelto mediante el protocolo 360.2 de la EPA (Keith, 1992). con un oxímetro digital YSI, modelo 58. Se recolectaron muestras de cada columna de agua y a dos profundidades (20 cm y fondo, cuidando de no remover el sedimento al recolectar la muestra) en cada columna de agua con un muestreador van Dorn, Cada muestra fue

tratada de la siguiente forma: El  $\text{CO}_2$  relacionado con el bicarbonato, se determinó a través de la relación  $2[\text{Ca}^{2+}] = [\text{HCO}_3^-]$  y  $[\text{H}_2\text{CO}_3] = \frac{K_{a2}}{2K_{a1}K_{ps}} [\text{HCO}_3^-]$ , donde  $K_{a1}$ ,  $K_{a2}$  y  $K_{ps}$  son respectivamente las constantes ácidas del ácido carbónico y la constante del producto de solubilidad del  $\text{CaCO}_3$ . Todas las muestras fueron centrifugadas a 4500 rpm, utilizando una centrifuga Beckman Coulter, modelo Allegra 21, por un tiempo de 20 minutos y se filtró al vacío. Se tomó una parte de la muestra (100 mL aprox.) para análisis directo del ion calcio mediante un espectrofotómetro de absorción atómica ThermoElemental, modelo Solaar M6 en modo flama. Cada lectura se realizó por triplicado para obtener un valor promedio con una buena correlación estadística en cuanto a reproducibilidad y exactitud. La concentración de bicarbonato se determinó por titulación con  $\text{NaOH}$  0.02N y  $\text{H}_2\text{SO}_4$  0.02N, utilizando anaranjado de metilo como indicador

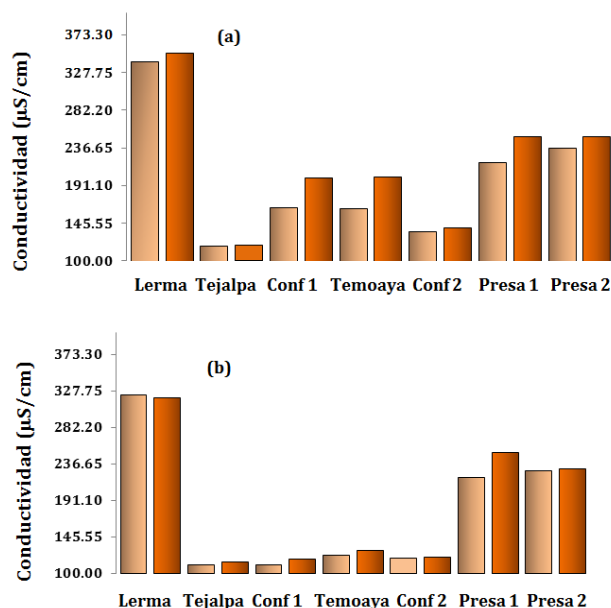
## Resultados y discusión

Se presentan en las gráficas de las figuras 2 a 4 los valores de la variación del pH, de la conductividad, del calcio y del bicarbonato en los dos periodos de muestreo. El pH promedio en cada sitio, tanto en la superficie (20 cm de profundidad en promedio) como en el fondo, este fue variable dependiendo del sitio de muestreo. En la figuras 2a se puede observar que el pH en el río Lerma y la confluencia Lerma-Tejalpa (Conf 1), presentaron aguas ligeramente ácidas, al comparar el agua superficial con la del fondo. En el mes de abril hubo una tendencia de aumento en el pH, esto puede deberse a efectos de hidrólisis y actividad microbiana facultativa (Bussy, 1996, Avila, 2001).



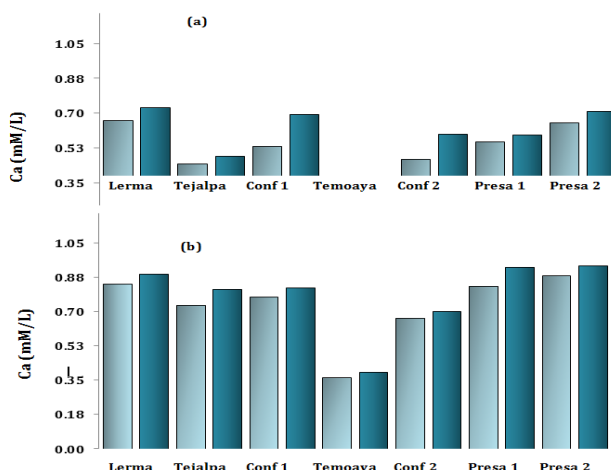
**Figura 2. (a).** pH promedio medido en octubre-noviembre. **(b)** pH promedio medido en febrero-abril. Las barras claras son los valores en superficie y las oscuras del fondo.

En la figura 3 se presentan los resultados de la conductividad, se ve claramente en las figuras 3a y 3.b que el río Lerma es el que conduce la mayor parte de iones disueltos y es el que predomina en las confluencias. Los otros ríos diluyen las concentraciones de los iones, se puede observar como en las regiones de mezclado (confluencias) los valores disminuyen. En los sitios de la presa el pH aumentó en las dos temporadas.



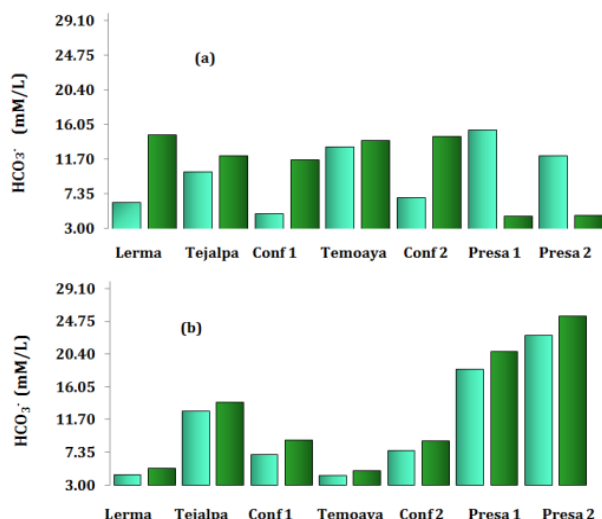
**Figura 3. (a).** Conductividad promedio medida en octubre-noviembre. **(b)** Conductividad promedio en febrero-abril. Las barras claras son los valores en superficie y las oscuras del fondo.

Los resultados de la concentración de calcio en las dos temporadas de muestreo se indican en la figura 4.



**Figura 4. (a).** Concentración de Ca promedio medido en octubre-noviembre. **(b)** Concentración de Ca promedio en febrero-abril. Las barras claras son los valores en superficie y las oscuras del fondo.

El carbonato se obtuvo considerando la acidez y la alcalinidad, según el pH de cada sitio, dado que en todos los sitios el pH no rebasó valores mayores de 8, en la figura 5 se presentan los diferentes valores del bicarbonato en mM/L.



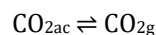
**Figura 5. (a).** Concentración del ion bicarbonato promedio medido en octubre-noviembre. **(b)** Concentración del ion bicarbonato promedio en febrero-abril. Las barras claras son los valores en superficie y las oscuras del fondo.

Tomando en cuenta que la variación del pH fue entre 6.4 y 7.9, se puede considerar que la especie carbonato fue la especie dominante (ver la figura 6). Se consideraron los valores de las constantes de equilibrio termodinámicas: ácidas para el sistema carbonato y la constante del producto de solubilidad para el carbonato de calcio, que se utilizaron para la construcción de las curvas de equilibrio (Barceló et al., 2002). Mediante los valores de las constantes del sistema carbonato (ecuaciones 1 y 2), se construyó el diagrama de predominio de las tres especies CO<sub>2</sub>, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> y CO<sub>3</sub><sup>2-</sup> en función del pH (Figura 6),

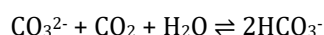
$$K_{a1} [H_2CO_3] = [H^+] [HCO_3^-] \quad (1)$$

$$K_{a2} [HCO_3^-] = [H^+] [CO_3^{2-}] \quad (2)$$

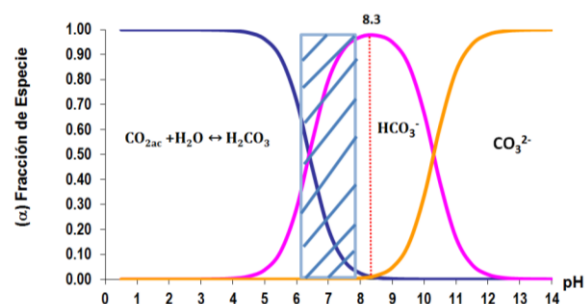
Un parámetro importante es el CO<sub>2</sub> disuelto (CO<sub>2ac</sub>), es decir: CO<sub>2</sub> + H<sub>2</sub>O ⇌ H<sub>2</sub>CO<sub>3</sub>, que es un ácido débil de gran importancia en las aguas naturales, ya que proviene tanto del CO<sub>2</sub> atmosférico (CO<sub>2g</sub>), como de la degradación microbiana de la materia orgánica y de los procesos fotosintéticos. La presencia de minerales carbonatados en los sedimentos en conjunto con el CO<sub>2</sub>, generan un efecto de amortiguación sobre el pH del agua, principalmente a través de los dos siguientes equilibrios (Manahan, 1994):



El comportamiento de los contaminantes químicos en las aguas naturales y residuales, es función de las propiedades fisicoquímicas que predominan en éstas. La presencia del CO<sub>2</sub> disuelto y de sus productos de ionización HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> y CO<sub>3</sub><sup>2-</sup> en los cuerpos hídricos, influye en los equilibrios de precipitación y disolución de compuestos inorgánicos (Barceló, et al, 2002; Panthi, 2003). La concentración de este CO<sub>2</sub> se puede relacionar con la presencia de bicarbonatos; para ello, es conveniente tomar en cuenta la cantidad de CO<sub>2</sub> necesaria para mantener en disolución el HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> que se encuentra en el agua; este CO<sub>2</sub>, el cual se define como **CO<sub>2</sub> de equilibrio** ([CO<sub>2</sub>]eq, (Manahan, 1994). Sin embargo en un sistema natural, por los procesos de producción citados anteriormente, puede existir CO<sub>2</sub> disuelto en mayor o menor concentración respecto a [CO<sub>2</sub>]eq, (Morel y Hering, 1993). Si se tiene [CO<sub>2</sub>]ac > [CO<sub>2</sub>]eq, el excedente de CO<sub>2</sub> podrá reaccionar con los carbonatos presentes para formar más bicarbonatos, según el siguiente equilibrio:



A este CO<sub>2</sub>, se le denominará **potencialmente agresivo**, y el agua correspondiente será **agresiva**, favoreciendo las disoluciones, es decir, manteniendo en solución a los contaminantes. Por lo contrario, si [CO<sub>2</sub>]ac < [CO<sub>2</sub>]eq, el equilibrio se desplazará hacia la izquierda, favoreciendo la precipitación de carbonatos con los cationes presentes; en este caso, el agua será de naturaleza **incrustante** (Allende, 1976; González, 1997; Barceló, et al., 2000).



**Figura 6.** Distribución de las especies carbonatadas en el agua de la presa J.A. Alzate en función del pH (octubre-noviembre y febrero abril). El rectángulo rayado indica el intervalo de los pH medidos *in situ*.

Un cuerpo hídrico superficial como la presa Alzate, al ser un sistema abierto, la concentración total de las especies carbonato no es constante por el flujo atmosférico (contacto con el aire), catabólico y fotosintético, como sería el caso cuando se maneja un sistema cerrado (Snoeyink y Jenkins, 1996). Por esta razón, es conveniente el utilizar la concentración de Ca<sup>2+</sup>. Sin embargo, en la parte superficial del cuerpo de agua,



solamente cambia el  $\text{CO}_2$  total gaseoso total (ya que hay proceso de desorción), por lo tanto, la concentración de  $\text{Ca}^{2+}$  disuelto es constante, también el  $\text{HCO}_3^-$ , así el  $\text{CO}_2$  soluble  $\text{CO}_{2ac}$  ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ), es variable. En la parte más profunda, se considera en este modelo el contacto con el  $\text{CaCO}_3$ :  $\text{CaCO}_3 + \text{H}_2\text{CO}_3$  es decir:  $\text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O} \rightleftharpoons \text{Ca}^{2+} + 2\text{HCO}_3^-$ , donde un mol de  $\text{H}_2\text{CO}_3$  ( $\text{CO}_{2ac}$ ) en exceso, posibilitaría la formación de dos moles del ion bicarbonato.

A continuación, se desarrollan las ecuaciones que permiten construir la curva de estabilización del agua respecto al  $\text{CO}_2$  de equilibrio.

Para ello se consideran las siguientes limitaciones:

1. Se estima que las actividades y las concentraciones son equivalentes (factor de actividad  $f \approx 1$ ), es decir.
2. La fuerza iónica y la temperatura del agua se consideran constantes, respectivamente  $0.013 \pm 0.005$  mol/l y  $16 \pm 3$  °C, (Barceló, 2000).
3. Se desprecian las concentraciones del  $\text{H}^+$  y del  $\text{OH}^-$  por ser muy bajas frente a otras especies, los pH del agua del embalse se encontraron entre 6 y 7.8,
4. A estos valores de pH, el ion  $\text{CO}_3^{2-}$  no influye (Figura 6).
5. Se consideran el  $\text{Ca}^{2+}$  y el  $\text{HCO}_3^-$  como los principales responsables de la salinidad del agua.

En consecuencia, la electroneutralidad del sistema acuoso se resume de la siguiente forma (Allende, 1976):

$$2[\text{Ca}^{2+}] = [\text{HCO}_3^-] \quad (3)$$

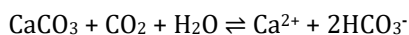
Al combinar los equilibrios ácido-base (ecuaciones 1 y 2) y el de disolución-precipitación (ecuación 4), se tiene la ecuación 5.

$$K_{ps} = [\text{Ca}^{2+}] [\text{CO}_3^{2-}] \quad (4)$$

$$[\text{H}_2\text{CO}_3] = \frac{K_{a2}}{2K_{a1} \cdot K_{ps}} [\text{HCO}_3^-]^3 \quad (5)$$

La ecuación es una parábola cúbica  $Y = AX^3$ . Si se considera la ordenada  $Y = [\text{H}_2\text{CO}_3]$  y la abscisa  $X = \frac{1}{2}[\text{HCO}_3^-] = [\text{Ca}^{2+}]$ , se obtiene la curva que se representa en la figura 7a que se denominará curva de estabilidad del agua respecto al  $[\text{CO}_2]_{eq}$ . Esta se considera como referencia comparativa del desplazamiento del  $\text{Ca}^{2+}$  en disolución o precipitable en función del  $\text{CO}_{2ac}$  o del ( $\text{H}_2\text{CO}_3$ ). Según Morel y Hering, (1993), la velocidad de difusión del  $\text{CO}_2(\text{g})$  en el agua es más rápida que la cinética de formación del  $\text{HCO}_3^-$ . En consecuencia, si el agua está en contacto con el aire, se puede considerar constante el ion  $[\text{HCO}_3^-]$ , mientras que el  $[\text{H}_2\text{CO}_3] = [\text{CO}_2]_{ac}$  será variable, debido al aporte atmosférico. En la figura 7, se presenta la curva de equilibrio. En la 7a en contacto con el aire (agua superficial), al considerar al

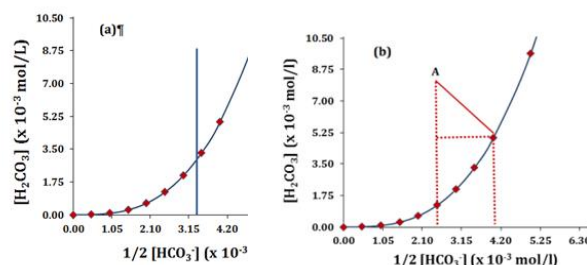
$[\text{HCO}_3^-]$  constante, se tiene una línea recta paralela al eje  $[\text{H}_2\text{CO}_3]$ . Si el agua está en contacto con el  $\text{CaCO}_3$ , como sucede con el agua del fondo del embalse, se tiene el equilibrio dinámico:



Así en la figura 2b, se tiene la ecuación:

$$[\text{H}_2\text{CO}_3] + \frac{1}{2}[\text{HCO}_3^-] = \text{constante, así}$$

$[\text{H}_2\text{CO}_3] = -\frac{1}{2}[\text{HCO}_3^-] + \text{constante}$ , origina una línea recta con pendiente negativa.



**Figura 7.** Curva de equilibrio del  $\text{CO}_2$ . **(a).** en contacto con el aire. **(b)** en contacto con el  $\text{CaCO}_3$ .

De la figura 7b se tiene que:

$AE = \text{CO}_2$  total

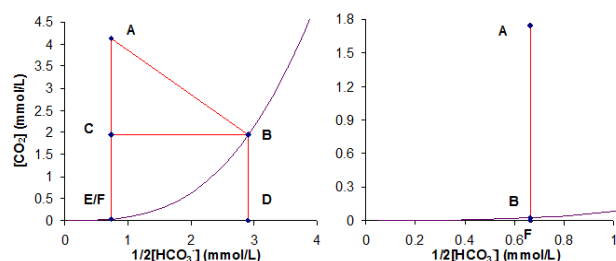
$DF = \text{CO}_2$  de equilibrio

$AC = \text{CO}_2$  agresivo

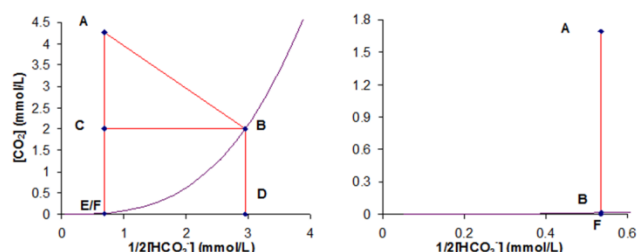
$AB = \text{CO}_2$  en exceso

Se obtuvieron los diagramas de Tillmans para cada cuerpo de agua, para ello, se procedió a obtener las curvas de evolución del  $\text{CO}_2$  en cada sitio de muestreo, debido al numeroso de diagramas, se presenta a manera de ejemplo las figuras 8, 9, 10 y 11 para los ríos Lerma, Tejalpa, confluencia Lerma-Tejalpa (Conf 1) y río Temoaya, tanto para la relación del agua de fondo (contacto con  $\text{CaCO}_3$  del sedimento), como de la superficie (en contacto con el aire, relacionado al  $\text{O}_2$  disuelto). Se construyeron de la misma forma los diagramas de Tillmans para los demás sitios indicados en la figura 8.

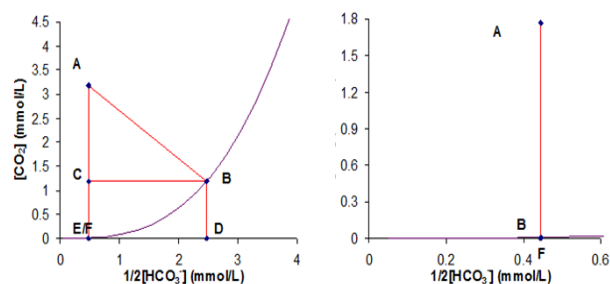
En general todos estos cuerpos hídricos presentaron tanto en octubre-noviembre (periodo posterior a las lluvias como en febrero-abril (estiaje), características ligeramente agresivas, es decir, con algo de  $\text{CO}_2$  en exceso. En el periodo posterior a las lluvias, los ríos Lerma, y el Tejalpa presentaron un agua ligeramente más agresiva, lo que significa que la existencia de material disuelto y el efecto de la lluvia, donde el  $\text{CO}_2$  podría estar en exceso.



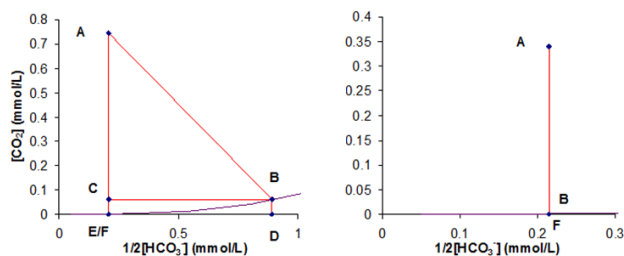
**Figura 8.** Diagrama de Tillmans para el río Lerma en octubre-noviembre (izquierda fondo, derecha superficie).



**Figura 9.** Diagrama de Tillmans para el río Tejalpa en octubre-noviembre (izquierda fondo, derecha superficie).



**Figura 10.** Diagrama de Tillmans para la confluencia Lerma-Tejalpa en octubre-noviembre (izquierda fondo, derecha superficie).



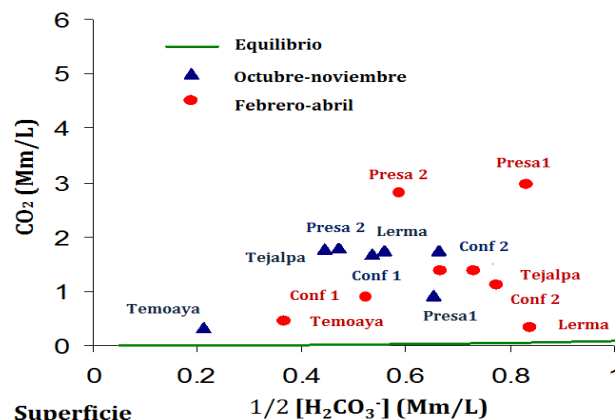
**Figura 11.** Diagrama de Tillmans para el río Temoaya en octubre-noviembre (izquierda fondo, derecha superficie).

Esta característica podría ser un factor que tienda alejar más el valor de la constante del producto de Esta característica podría ser un factor que tienda alejar más el valor de la constante del producto de solubilidad del

carbonato de calcio, manteniendo al Ca prácticamente en forma iónica, alejando definitivamente la posibilidad de una tendencia a la precipitación; lo anterior está relacionado con la conductividad, figura 3. El río Temoaya debido a su poca profundidad (no alcanzó ni el medio metro) lo que permite que las especies disueltas se encuentren en contacto más cercano al sedimento, lo que hace que se acerque aún más a la curva de equilibrio, disminuyendo su poder agresivo. En el caso del estiaje, los diferentes valores del  $\text{CO}_2$  agresivo se acercaron aún más a la curva de equilibrio, disminuyendo esta propiedad, lo que ayudaría a una tendencia más a la precipitación del calcio de existir otros aniones, ya que con los valores de pH alejados del valor de 8.3, no permiten al calcio a precipitar como carbonato, pues el anión predominante resultó ser el bicarbonato; sin embargo, no necesariamente es así con otros aniones, como sulfatos, fosfatos, etc.

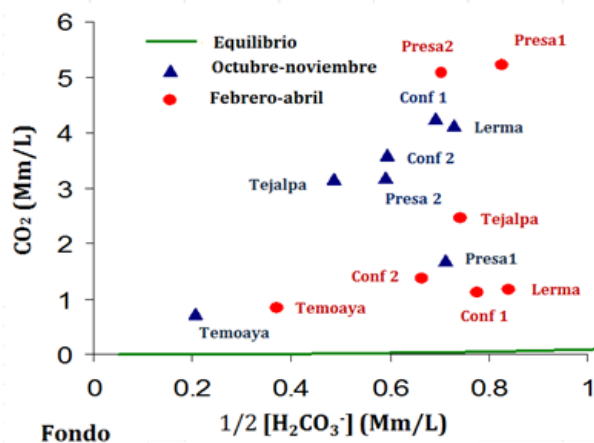
Una vez obtenidas las gráficas Tillmas, se reunieron todos los valores calculados, en la superficie y en el fondo de cada columna de agua en una sola gráfica, para cada temporada, con el fin de poder realizar la interpretación de los resultados como se indica en las figuras 12 y 13, donde se presentan los valores para cada temporada de muestreo.

En las figuras, los triángulos azules representan los resultados obtenidos después de las lluvias (octubre-noviembre) y los rojos para el estiaje (febrero-abril). En la figura 12 se presentan los valores para el agua superficial. Se observa una curva de equilibrio muy pequeña (color verde), donde los puntos más cercanos a ésta presentan menos agresividad y los más lejanos como el agua de los sitios de la presa (círculos rojos) presentaron la mayor agresividad, lo que indica mayor presencia de  $\text{CO}_2$  total disuelto, dando como resultado la presencia de  $\text{CO}_2$  en exceso.



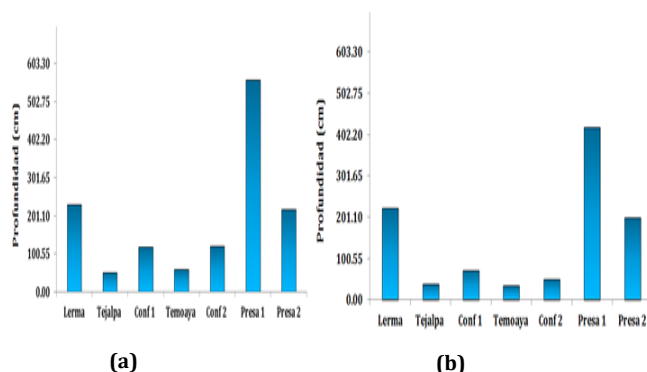
**Figura 12.** Diagrama de Tillmans para las muestras de superficie en los dos muestreos.

En el caso del agua de fondo, figura 13, se observan, los puntos, con excepción del Temoaya, para los río Lerma y Tejalpa más alejados de la curva de equilibrio, obteniéndose una agresividad ligeramente mayor que en la superficie, lo que puede quizá generar una producción mayor de  $\text{CO}_2$  debido a los procesos anaerobios de la microbiota (presencia de microalgas).



**Figura 13.** Diagrama de Tillmans para las muestras de fondo en los dos muestreos.

En general en el agua del fondo algunos sitios presentaron valores mayores de  $\text{CO}_2$  en exceso, dado por lo tanto valores de mayor agresividad. Cabe indicar que los tirantes de las columnas de agua, en los diferentes sitios variaron de una temporada a otra, disminuyendo en el periodo febrero-abril, ver la figura 14.



**Figura 13. (a).** Profundidades de cada sitio en el periodo octubre-noviembre. **(b).** Profundidades de cada sitio en el periodo febrero-abril.

Este tipo de concepto (sistema carbonato), permite conocer las condiciones de un agua para que cationes como el calcio sean susceptibles de mantenerse en disolución en un agua agresiva o tiendan a precipitar en

un agua incrustante, por ejemplo en trabajos realizados en estos mismos cuerpos hídricos por Martínez 1999; Ortega, 2004; Vázquez, 2005, se observó que tanto en la superficie como en el fondo de estos cuerpos acuáticos, los compuestos que tienden a formarse, considerando la interacción de los iones predominantes en concentración, cuando el resultado es un agua agresiva, por lo general posterior al periodo de lluvias, tienden a mantenerse en disolución y la conductividad alcanza valores mayores. Esta situación en este trabajo se puede observar en las figuras 12 y 13, ver los triángulos azules que se alejan de la curva de equilibrio.

## Conclusiones

En cuanto a los parámetros fisicoquímicos, se observó lo siguiente: El pH en el río Lerma y confluencia Lerma-Tejalpa, en el muestreo de otoño, presentaron aguas ligeramente ácidas, en el que algunos casos tendió a aumentar probablemente debido a efectos de hidrólisis y actividad microbiana facultativa. En el estiaje (abril), todos los cuerpos de agua tuvieron pH arriba de 7, pero no mayor de 8. La temperatura osciló en ambos periodos de muestreo entre 17 y 21°C.

El río Lerma es el que presentó la mayor conductividad, por lo que se infiere que es el que tiene mayor material iónico disuelto. Las especies químicas del sistema carbonato, por los valores de pH encontrados en las dos temporadas de muestreo, fueron de  $\text{CO}_2\text{ac}$  ( $\text{H}_2\text{CO}_3^*$ ) y el bicarbonato ( $\text{HCO}_3^-$ ). El calcio resultó uno de los factores que influyeron en la dureza, complementado con el ion bicarbonato, los cuales influyen en la agresividad de las aguas, sumado al  $\text{CO}_2\text{ac}$ .

En este trabajo se utilizó el método de Tillmans para clasificar la agresividad de estos cuerpos de agua, donde no se consideraron los demás iones presentes (cationes y aniones) únicamente al calcio. El agua de estos cuerpos, tanto superficiales como de fondo, en ambas épocas de muestreo, resultaron ligeramente agresivas. El agua del río Temoaya, en ambas épocas se encontró cerca de la curva de equilibrio del  $\text{CO}_2$  vs bicarbonato. En el estiaje en promedio el agua de estos ríos se acercó más a la curva de equilibrio que en el otoño, donde la influencia del efecto de la lluvia resultó importante.

Sin embargo es importante tener en cuenta lo siguiente: el considerar solamente a los iones calcio y bicarbonato, limita un conocimiento más formal, por un lado de la agresividad y por el otro la tendencia a precipitar de no solo al calcio, sino a otros iones que pueden existir, por lo que se recomienda considerar, por un lado a los demás iones tanto cationes como aniones; la fuerza iónica del medio y utilizar para el cálculo otro modelo como el de los índices de saturación de Langelier. Es importante también considerar las relaciones de las diferentes

constantes de los productos de solubilidad y su relación con la fuerza iónica del medio (Miyamoto, H. K.; Silver, M. D. (1986), Barceló et al, 2002).

## Referencias

- Allende A.I. (1976). Apuntes sobre química del agua, editado en el I.S.P.J.A.E., la Habana, Cuba, p. 284-289 y p. 344-345.
- Avila P. (2001). Dinámica de metales no esenciales en la interacción agua-sedimento-biota de la presa José Antonio Alzate. Tesis doctoral, Universidad Autónoma del Estado de México, Facultad de Ingeniería, México.
- Barceló I., Solís H., González C., Ávila P., García J., Díaz C. (1998). Evolución estacional de parámetros fisicoquímicos en la presa J.A. Alzate, México. Memorias del XXVI Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental (AIDIS), Lima, Perú. CD ROM.
- Barcelo I.D. (2000). Estudio de la movilidad de Ca, Cd, Fe, Mn, Pb y Zn en sedimentos de la presa J.A. Alzate en el Estado de México. Tesis doctoral, Universidad Autónoma del Estado de México, Facultad de Ingeniería, Centro Interamericano de Recursos del Agua, Estado de México.
- Barceló I.D., Allende A.I., Solís H.E., Bussy A.L., González C. (2002). Determinación del estado de equilibrio de un sistema hídrico. *Revista de la Sociedad Química de México*, 46, 93-104.
- Bussy A.L. (1996). Mobilité des métaux dans un system fluvial urbain. Thèse doctoral, Université Paris XII-Val Marne.
- CNA, Comisión Nacional del Agua (1993). Presas de México. Gerencia de información y participación Ciudadana, *Grupo Impergraf*, vol. 5.
- González C. (1997). Caracterización de las aguas de la cuenca del río Lerma a través de metodologías de especiación metálica y la construcción de gráficos de Tillmans, Langelier y Mojmir Mach. Tesis de maestría en Química. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Iztapalapa.
- INEGI, Instituto nacional de Estadísticas, Geografía e Informatica (1994). Las industrias del estado de México por subsectores. Reporte.
- INEGI, Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (2000). Informe de la situación general en materia de equilibrio ecológico y protección al ambiente, 1997-1998. Tomo I, 129-140.
- Keith L.E.P. (1992). EPAs sampling and analysis methods. Lewis publishers, inc.
- Lind O.T. (1985). Handbook of common methods in limnology. 2a edición. Kendall/Hunt Publ.
- Manahan S. E. (1994). Environmental chemistry, 6th Edition, Lewis, Boca Raton, p. 51-59.
- Martínez E. (1999). Obtención de los índices de saturación (pH de saturación de Langelier) en diferentes zonas en dos estaciones del año del agua de la presa J.A. Alzate. Tesis de Ingeniería en Química. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco.
- Miyamoto H.K., Silver M.D. (1986). A new approach to the Langelier stability index. *Mat. Eng. Chem.* 28, 89-92.
- Morel F.M. M., Hering J.G. (1993). Principles and applications of aquatic chemistry. *John Wiley and Sons Publ.* P.167-173 y p.274-280
- OMS, Organización Mundial de la Salud (1983). Diagnostico ambiental de la zona industrial del Alto Lerma por medio de la técnica de evaluación rápida de fuentes de contaminación del aire, agua y suelo. Reporte de la Organización Mundial de la Salud del Estado de México.
- Ortega L. (2004). Simulación de la precipitación de las especies disueltas de Ca, Cd, Cu, Cr, Fe, Mn y Pb, mediante la modelación de equilibrios químicos termodinámicos, en aguas de los afluentes de la presa José Antonio Alzate. Tesis de Ingeniería en Química. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco.
- Panthi S.R. (2003). Carbonate chemistry and calcium carbonate saturation state of rural water supply projects in Nepal. Seventh International Water Technology Conference Egypt 1-3 April.
- Peña M.V., Orozco H.M., Olivera M.C., Franco P.R., Castaños M.C., Infante S.J., Gutierrez, C.J. (2000). Atlas ecológico de la cuenca hidrográfica del río Lerma. Comité Editorial del Estado de México, Tomo 5, 13-14.
- SARH, Secretaria de Agricultura y Recursos Hidráulicos (1978). Programa de Monitoreo del Río Lerma. Reporte de la secretaria de agricultura y Recursos Hidráulicos y el Instituto de Ingeniería UNAM.
- SE, Secretaria de Ecología del Estado de México (1993). Diagnóstico preliminar ambiental de la presa José Antonio Alzate. Dirección General de Estudios y Proyectos Ecológicos, Gobierno del Estado de México, México, Informe técnico.
- Snoeyink V. L., Jenkins D. (1996). Química del agua. Edit. Limusa, Grupo Noriega.
- Vázquez R. (2004). Modelación de la especiación química de los iones disueltos Ca, Cd, Cu, Cr, Fe, Mn y Pb, en la presa José Antonio Alzate y en la confluencia de sus ríos tributarios Lerma, Téjala y Temoaya. Tesis de Ingeniería en Química. Universidad Autónoma Metropolitana, Unidad Azcapotzalco.